Populationsekologi och habitatkrav för skalbaggar och klokrypare i ihåliga ekar

THOMAS RANIUS

Ranius, T.: Populationsekologi och habitatkrav för skalbaggar och klokrypare i ihåliga ekar. **[Population ecology and habitat preferencens for beetles and pseudoscorpions in hollow oaks.]** – Entomologisk Tidskrift 122 (3): 137-149. Lund, Sweden 2001. ISSN 0013-886x.

In old oaks, hollows with wood mould often form in the trunks and these harbour a specialized fauna mainly consisting of beetles, flies and pseudoscorpions. This is a summary of the first quantitative examinations of the habitat requirements and population ecology of species belonging to this fauna.
The occurrence of many beetle species were found to be correlated with tree characteristics related to the microclimate and the successional stage of the tree hollows. The species richness of beetles per oak was higher in plots that were originally open and were still grazed. Many species were harmed by forest regrowth and, thus, to preserve the rarer fauna in old oaks it is important to continue the management of pasture woodlands.
The population dynamics has been investigated on a certain study species, *Osmoderma eremita* (Coleoptera: Scarabaeidae), within the framework set by metapopulation ecology. In *O. eremita*, the occupancy/tree was higher in larger stands than in smaller stands, but there was no correlation between occupancy/stand and isolation of stands. This suggests that dispersal influence the population processes within stands, but rarely occurs between stands. A mark-release-recapture experiment on *O. eremita* was performed over five years. The population size in each tree varied moderately between years, whereas the population size variability in all trees combined was not larger than expected from sampling errors alone in a constant population. This indicates that the populations in each tree fluctuate independently of each other. As only a minor part of all dispersals are observed by mark-release-recapture, a simulation model was constructed to reveal the dispersal rate per individual. The model results suggest that 85% of the adults remain in the same tree throughout their entire life. Thus, the individuals of each tree could be seen as a local population, and the populations in all occupied trees in a stand together form a metapopulation.
Allochernes wideri (Pseudoscorpionida: Chernetidae) and *Larca lata* (Pseudoscorpionida: Garypidae) was studied by assessing genetic structure and occupancy patterns. Both species occur in hollow trees, but *L. lata* is a rarer and more specialized species than *A. wideri*.
This paper is a Swedish summary of my doctoral thesis — Population biology and conservation of beetles and pseudoscorpions associated with hollow oaks — which is written in English.

Thomas Ranius, Inst. f entomologi, SLU, Box 7044, SE-750 07 Uppsala, Sweden.

I Europa hör vedskalbaggar beroende av hålträd till de mest hotade djurgrupperna. Många arter förekommer numera endast i små reliktpopulationer som förmodligen kommer att dö ut om inte deras situation förbättras. Studier av utrotningshotade vedlevande skalbaggar har oftast handlat om att dokumentera förekomsten av rariteter på olika lokaler, men det är få som har studerat deras

populationsekologi för att förstå vad som krävs för att bevara den vedlevande faunan på lång sikt. Detta är en sammanfattning av min doktorsavhandling, som är den första kvantitativa studien av faunan knuten till ihåliga ekar.

Inledning

När lövträd åldras bildas håligheter i stammarna. I dessa ansamlas ofta murket vedmjöl som tillsammans med rester av svampar och djurbon bildar s.k. mulm. Håligheter med mulm hyser en rik och specialiserad fauna som framför allt utgörs av skalbaggar och tvåvingar. Även bland de betydligt artfattigare klokryparna återfinns hålträdsarter. I Sverige är det ekar som har den rikaste faunan av mulmlevande djur (Palm 1959).

Utvecklingen inom jord- och skogsbruket gör att faunan knuten till gamla ekar är utsatt för stora förändringar. I Sverige finns de flesta grova ekar i gamla ängs- och hagmarker. När hävden upphör eller minskar växer områdena igen och då kan den ökade beskuggningen påverka mikroklimatet inne i ekstammarna. Antalet ihåliga träd har minskat på många lokaler för att ekarna har blivit fällda eller utkonkurrerade av yngre träd. Avståndet mellan hålträdsbestånd har också ökat. För 200 år sedan förekom gamla ekar i mer eller mindre sammanhängande bestånd över stora områden i södra Sverige, men framför allt i början av 1800-talet höggs stora mängder ekar bort (Eliasson & Nilsson 1999). Därför förekommer hålträdsbestånd numera som små, isolerade öar i ett hav av skötta skogar och åkermark. I kombination med ett mindre antal bestånd tillgängliga för kolonisation och färre individer som sprider sig, kan man förvänta sig att kontakten mellan populationer i olika hålträdsbestånd har minskat kraftigt.

Det råder en allmän uppfattning att skalbaggar knutna till gamla ekar blivit ovanligare och är hotade (Ehnström & Waldén 1986, Warren & Key 1991). Det har dock inte utförts några kvantitativa studier av faunan i gamla, ihåliga ekar. En studie är kvantitativ när en arts förekomstfrekvens eller individantal mäts och relateras till en angiven fångstinsats. I Skandinavien och Storbritannien har vi troligen bättre kännedom om skalbaggsfaunan än någon annanstans i



Fig. 1. Läderbaggen ***Osmoderma eremita.***

The hermit ***Osmoderma eremita.***

världen, men även här har kunskapen om vedskalbaggars habitatkrav huvudsakligen byggt på entomologers personliga erfarenhet och inte på kvantitativa data. Vedskalbaggar är en relativt dåligt studerad insektsgrupp, framför allt i jämförelse med fjärilar. Min ambition har varit att arbeta med samma frågeställningar och använda liknande metodik som man sedan länge gjort för att förstå dagfjärilars habitatkrav och populationsekologi och som visat sig användbart för att utarbeta effektiva program för naturvårdsåtgärder (t.ex. Pullin 1995, Thomas & Hanski 1997).

Detta är en sammanfattning av min doktorsavhandling (Ranius 2000a), som består av kvantitativa studier av populationsekologi och habitatkrav hos skalbaggar och klokrypare i gamla ihåliga ekar. Syftet har varit att identifiera vilka egenskaper hos träd och bestånd som påverkar faunans förekomstmönster, eftersom man bättre kan bedöma hur områden med gamla träd bör skötas om man känner till arternas habitatkrav. Utrotningshotade arters populationsstruktur och spridning är också viktigt att känna till ur naturvårdssynpunkt, eftersom det avgör i vilken rumslig skala hålträdstäthet och isolering blir kritiska faktorer för faunans långsiktiga överlevnad. Därför har vi undersökt spridningen genom att iaktta förflyttningar av en enskild skalbaggsart – läderbaggen (*Osmoderma eremita*) (Fig. 1) – vars populationsekologi även studerades i andra avseenden.

Undersökningsområden

Jag har studerat skalbaggar och klokrypare i tre områden i Östergötland: Bjärka-Säby, Kättilstad och Sankt Anna (Fig. 2). Bjärka-Säby och dess omgivningar är ett av de få områdena i norra Europa där det fortfarande finns stora mängder gamla ekar (Antonsson & Wadstein 1991). I detta område finns den högsta tätheten av gamla träd i två kärnområden, Sturefors och Bjärka-Säby, och i ett tredje bestånd, Brokind, som dock är mycket mindre. Kättilstad visade sig vara ett idealiskt område för att studera effekterna av habitatfragmentering, eftersom klimatet och trädens fysiska egenskaper är i stort sett desamma i Kättilstad och Bjärka-Säby, men i Kättilstad är bestånden med ihåliga ekar betydligt mindre. Förekomsten av klokrypare studerade jag dessutom i Sankt Anna skärgård. Där finns en stor ö nära kusten – Djursö – som hyser stora mängder grova ihåliga ekar, men ju längre ut man kommer i skärgården, desto mindre blir både hålträdsbestånden och stammarnas omkrets.

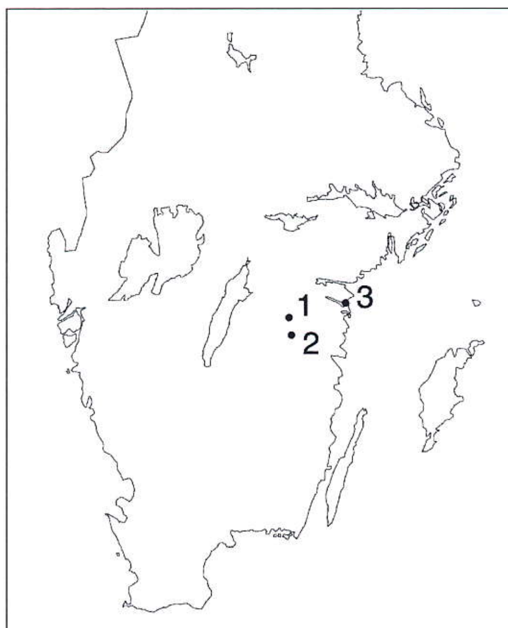


Fig. 2. Undersökningsområden. (1) Bjärka-Säby, (2) Kättilstad, (3) Sankt Anna.

Study areas in the province of Östergötland, Sweden. (1) Bjärka-Säby, (2) Kättilstad, (3) Sankt Anna.

Metoder

När vi inventerade hålträdsfaunan i fält använde vi tre olika metoder: (1) fönsterfällor utplacerade i närheten av trädhåligheter, (2) fallfällor som utgörs av burkar som sätts så att mynningen kommer i nivå med mulmytan inne i trädhåligheterna, samt (3) mulmprover där levande och döda djur eftersöks för hand. Dessa tre metoder kompletterar varandra, eftersom varje metod är effektiv för olika arter. Fönsterfällor fångar flygande insekter. Med hjälp av dem kan man inventera vedskalbaggar från flera olika mikrohabitat, men man får inte så mycket mulmlevande arter. Fallfällor fångar djur som kryper på mulmytan inne i trädhåligheter. Det är en effektiv metod framför allt för mulmlevande skalbaggar. Mulmprovtagning är den effektivaste metoden för klokrypare. Däremot hittar man inte så många levande, fullbildade skalbaggar. Vissa arter, t.ex. läderbaggen och hålträdsknäppare, hittar man ofta som fragment (halssköldar, täckvingar) som går att artbestämma.

Nedan beskrivs hur var och en av delstudierna har utförts:

Förekomst av vedskalbaggar i relation till ihåliga ekars solexponering och grovlek

Vi valde ut arton lokaler så att de varierade såväl beträffande den ursprungliga krontäckningsgraden som hur de hävdas idag. Den ursprungliga krontäckningsgraden fick vi fram genom att mäta krontäckningen av fullvuxna och gamla träd och bortse från det kronskikt som nyligen uppstått genom att unga träd vuxit upp. Inom varje grupp skilde sig lokalerna åt genom att hälften av dem fortfarande var hävdade medan hälften av dem höll på att växa igen. I de igenväxande lokalerna förekom 5–10 m höga lövträd av framför allt asp och björk. I varje område inventerades fem träd med hjälp av fönsterfällor och fallfällor som var placerade i närheten av och i trädhåligheterna från maj till september. Fällorna är avbildade av Jansson & Lundberg (2000). Undersökta lokaler och funna arter är i detalj redovisade av Jansson & Antonsson (1995).

Förekomst av klokrypare i relation till trädhåligheternas kvalitet och täthet
Vi undersökte förekomsten av klokrypare i 274 ihåliga ekar i tre områden – Bjärka-Säby, Kättilstad och Sankt Anna. Från varje träd tog vi ett prov om 8 l mulm som vi lade ut på ett vitt lakan, varifrån vi samlade in klokryparna. Därefter lade vi omedelbart tillbaka mulmen i trädet. De studerade träden beskrev vi med avseende på egenskaper som kan tänkas återspegla mikroklimat, näringstillgång och successionsstadium. Alla klokrypare artbestämdes, men av sju funna arter var det bara två – *Allochernes wideri* och *Larca lata* – som fanns i tillräckligt många träd för att deras förekomst skulle kunna analyseras statistiskt.

Förekomst av läderbaggen i relation till trädhåligheters kvalitet och täthet
Läderbaggens förekomst per ek undersökte vi i stora sammanhängande bestånd i Bjärka-Säby och Sturefors samt i mindre bestånd i Kättilstad. Skalbaggarna inventerade vi framför allt genom att eftersöka döda individer och fragment i mulmen. Vi mätte trädvariabler som kan tänkas påverka förekomsten av läderbaggen och räknade antalet hålträd inom varje bestånd.

Läderbaggens populationsekologi
Läderbaggen studerades med fångst-återfångst i fallfällor under fem års tid i Bjärka-Säby. Syftet var att uppskatta populationernas storlek och beräkna deras variation mellan träd och mellan år. Dessutom noterade vi vilka förflyttningar skalbaggarna gjorde mellan träd. Vi använde fallfällor för att fånga fullbildade läderbaggar, först i 26 och sedan i totalt 50 ekar. Läderbaggarna förekommer som fullbildade under sex veckor per år under juli och augusti, så det var under den perioden som vi utförde fältarbetet varje år. Fällorna tömdes en gång per dag och varje skalbagge märktes individuellt. Efter märkningen släpptes läderbaggarna ut på mulmytan igen.

För att en förflyttning skall kunna iakttagas måste en individ först fångas i ett träd och därefter flyga till ett annat träd med fälla och fångas i det trädet. Eftersom det bara är en mindre del av alla förflyttningar som verkligen iakttages på detta sätt konstruerade vi ett datorsimuleringsprogram för att beräkna hur omfattande den verkliga spridningen bör vara för att ge upphov till det antal iakttagna förflyttningar som vi noterade i fält.

Resultat och diskussion

Faunan i olika typer av hålekar
Med fönsterfällor och fallfällor utsatta i totalt 90 ihåliga ekar kring Bjärka-Säby fångade vi 120 vedlevande skalbaggsarter (Ranius & Jansson 2000). 40% av dessa var rödlistade (enligt Ehnström m.fl. 1993). Antalet arter per ek varierade mellan 7 och 34. Artrikedomen var högst i bestånd som ursprungligen har varit öppna och som fortfarande är betade. Träden i dessa bestånd var bättre för vedskalbaggarna av två skäl: dels var de mer solexponerade och dels var de grövre (Fig. 3). Fristående träd var mer artrika än träd som står halvöppet eller slutet, medan skillnaden mellan de två sistnämnda kategorierna var liten. Artrikedomen var lägre framför allt i de klenaste hålträden (diameter < 80 cm), medan grövre storleksklasser inte skilde sig så mycket i artrikedom.

Träd i betade områden är artrikare än i igenväxta områden, förmodligen för att ökad solexponering gör mikroklimatet varmare. I hagmarker är det inte bara betet som ökar solexponeringen, utan det påverkas också av annan skötsel, t.ex. när man tar bort buskar och unga träd för att förbättra betet. Att solexponerade ekar är bättre än beskuggade har hävdats av flera svenska entomologer tidigare (Palm 1959, Gärdenfors & Baranowski 1992, Jonsell m.fl. 1998), men det här är första gången som detta har visats kvantitativt.

I Sverige är det många vedskalbaggar som föredrar solexponerade ekar och som borde ha svårt att överleva i slutna skogar som är opåverkade av människan. Situationen för vedskalbaggarna påminner kanske om den för många dagfjärilsarter, som enbart förekommer i särskilt varma miljöer i England, men är mindre beroende av ett varmt mikroklimat längre söderut i Europa (Thomas 1993). Det kan bero på att arterna ursprungligen är anpassade till ett varmare klimat och när de lever nära nordgränsen av sitt utbredningsområde måste de söka sig till särskilt

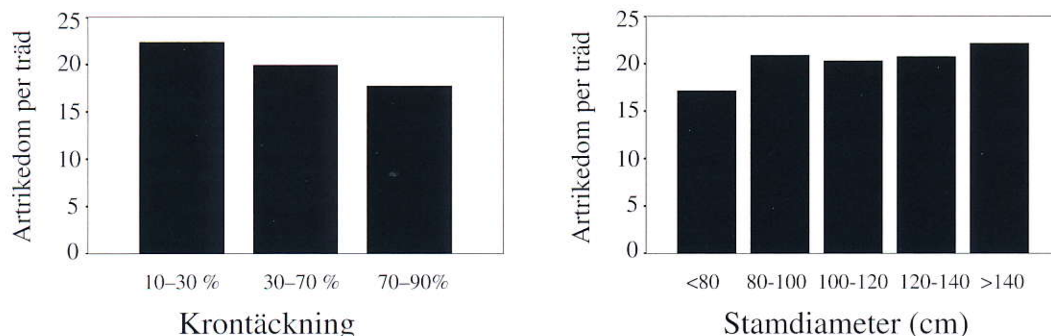


Fig. 3. Antal vedlevande skalbaggar per träd, med träden indelade i kategorier med avseende på krontäckningsgraden i omgivningen kring trädet och trädens grovlek. Data från Ranius & Jansson (2000).

Number of saproxylic beetle species per tree, with the trees divided into categories of different surrounding cover and trunk diameter. Data from Ranius & Jansson (2000).

varma platser för att klara sig. Förmodligen spred sig ekens vedskalbaggsfauna till Skandinavien under värmetiden (6000–2000 f. Kr.), när ädellövskog täckte stora delar av Skandinavien och klimatet var varmare. Då kunde sannolikt vissa idag solälskande vedskabaggar förekomma även i slutna skogar, och det kanske var först när klimatet blev kallare som många arter blev beroende av ekar i människoskapade, solexponerade miljöer. En annan tolkning är att även ekskogar i naturtilståndet utsattes för omfattande störningar av t.ex. brand och bete, vilket skapade solexponerade miljöer som faunan anpassades till (Warren & Key 1991).

Vi studerade också solexponeringens betydelse för enskilda arter (Ranius & Jansson 2000). Den ende som har skrivit om detta tidigare beträffande skalbaggar i gamla ekar är Palm (1959), och det visade sig att hans uppfattning stämde dåligt överens med våra resultat (Tab. 1, nästa uppslag). Palm grundar sina uppgifter främst på egna observationer som inte kvantifierats, varken vad gäller studerade träd eller antalet gånger han har träffat på en art. Vi tror att vår studie kommer att vara mera användbar för framtida forskning eftersom vem som helst kan använda samma metodik och göra liknande studier, t.ex. i andra naturtyper, trädslag eller geografiska områden. Då kan man jämföra resultaten med vår studie och upptäcka skillnader som ökar kunskapen om vedskalbaggsfaunan.

Många skalbaggar föredrar hålträd som är grova (> 80 cm) och det finns flera tänkbara förklaringar till att det är så. I ett grövre träd är mikroklimatet mera stabilt och det kan i sig själv vara gynnsamt för skalbaggarna. Det kan också ha en indirekt påverkan genom att mikroklimatet påverkar vilka vedsvampar som finns i veden. Vedsvampar avgör vilken röta som uppstår, och det har visat sig påverka förekomsten av vedlevande skalbaggar (Araya 1993). En annan möjlighet är att det inte är grovleken i sig, utan successionsstadiet som stammen befinner sig i som avgör stammens lämplighet. Hålighetemas karaktär förändras med trädens ålder (Kelner-Pillault 1974), som i sin tur korrelerar till grovleken.

Vi har utfört denna studie inom ett område som både nu och historiskt sett har haft hög täthet av ihåliga ekar. Detta för att minimera effekterna som eventuellt skulle kunna uppstå p.g.a. kontinuitetsbrott eller brist på spridningskällor. Jämför man träd som står mera isolerat med varandra skulle de grövre träden kunna hysa en rikare fauna enbart för att de är äldre och har kunnat bli koloniserade under en längre tid, och inte för att de är mera lämpliga, men det är en mindre trolig förklaring i denna studie.

Tab. 1. Skalbaggsarter i grova ekar som föredrar solexponering respektive beskuggning, enligt Palm (1959) och Ranius & Jansson (2000). Arter som var oberoende av sol/skugga i båda studierna är utslutna från tabellen.

Tab. 1. Beetle species in old oaks preferring sun exposure or shade, according to Palm (1959) and Ranius & Jansson (2000). Species indifferent in both studies are excluded.

		Ranius & Jansson		
		Solexponering	**Oberoende**	**Skugga**
Palm	**Solexponering**	*Anthrenus scrophulariae* *Hypebaeus flavipes*	*Agrilus sulcicollis* *Ampedus balteatus* *Ampedus cardinalis* *Ampedus hjorti* *Anthrenus museorum* *Phymatodes testaceus* *Procraerus tibialis* *Tillus elongatus*	
	Oberoende	*Conopalpus testaceus* *Mycetochara testaceus* *Orchesia linearis* *Pentaphyllus testaceus* *Tenebrio molitor* *Trox scaber*		*Ptinus subpilosus*
	Skugga	*Allecula morio*		

Våra studier av habitatkrav har gett kunskap om hur vedskalbaggar påverkas av beskuggning, grovlek och successionsstadium i den trädstam de lever i. Men fortfarande har jag svårt att bedöma om ett enskilt träd hyser den ena eller andra arten bara genom att titta på trädets utseende. Ett problem när man studerar vedskalbaggar är att de huvudsakligen lever sitt liv som larver och det förmodligen är deras livsbetingelser djupt nere i mulmen eller i den omgivande murkna veden som är avgörande för om arten kan finnas i ett träd eller inte. Eftersom det är omöjligt att se hur larverna verkligen har det utan att förstöra deras livsmiljö får man nöja sig med att studera förekomsten av fullbildade skalbaggar och trädens egenskaper som kan mätas utifrån eller strax innanför hålöppningen. Det gör det svårare att förstå vedskalbaggars habitatkrav i detalj jämfört med t.ex. dagfjärilar.

Förekomst i relation till tätheten av hålträd

Både läderbaggen och klokryparen *L. lata* förekom oftare i stora än i små bestånd också per träd räknat (Fig. 4). Ingen av arterna har jag vid något tillfälle hittat i solitära hålträd (Ranius 2000b, Ranius & Wilander 2000). Detta mönster är vad man skulle förvänta sig enligt Levins regel om arterna förekommer i metapopulationer (Hanski & Simberloff 1997). En metapopulation är en samling geografiskt åtskilda populationer som var och en har sin egen populationsdynamik och är så små att de ständigt löper risk att dö ut. I en metapopulation förekommer en viss spridning, så att "lediga" habitatfläckar kan koloniseras av individer från intilliggande habitatfläckar. I ett landskap som bebos av en metapopulation finns det både lämpliga habitatfläckar som hyser och de som saknar en lokal population. Om metapopulationen befinner sig i jämvikt inträffar utdöenden och kolonisationer lika ofta, så att antalet bebodda habitatfläckar förblir oförändrat över tiden. Förekomstmönstren för läderbaggen och *L. lata* innebär att populationerna inom varje bestånd skulle kunna motsvara

metapopulationer och att enskilda träd kan hysa lokala populationer. Vår studie av läderbaggens spridning visar att de flesta individer håller sig i ett och samma träd under hela sin livstid (Ranius & Hedin 2001). Därför är det rimligt att läderbaggens förekomst i hålträd verkligen har med metapopulationsdynamik att göra. Beträffande *L. lata* har vi dålig uppfattning om hur stor andel av individerna som lämnar trädet, så för den arten kan vi ännu inte att bedöma vilken betydelse metapopulationsdynamik kan ha.

För läderbaggen studerade jag även förekomst/icke-förekomst per bestånd, d.v.s. i en större geografisk skala (Ranius 2000b). Då visade det sig att läderbaggens förekomst berodde på antalet hålträd i beståndet, men däremot saknade mängden av hålträd i intilliggande bestånd helt betydelse. Det innebär att det numera är så sällsynt att en individ flyger och koloniserar ett intilliggande bestånd att det inte påverkar läderbaggens förekomstmönster. Trots det förekommer läderbaggen fortfarande i nästan alla lite större bestånd i Kättilstad-trakten och det kan bero på att tätheten av ihåliga träd har varit mycket högre tidigare i historien än vad den är idag. Förmodligen koloniserades de flesta bestånd för mycket länge sedan och det är först under de senaste 200 åren som läderbaggspopulationerna har blivit små och isolerade.

Läderbaggen saknas systematiskt i solitära träd och små bestånd. Förmodligen beror det på att arten har dött ut från dessa bestånd. Detta är i enlighet med resonemanget bakom begreppet Minimum Viable Metapopulation Size (MVM) som är ett mått på det antal lokala populationer som krävs för att upprätthålla en livskraftig metapopulation (Hanski m.fl. 1996). Min studie bekräftar att metapopulationer överlever längre ju flera habitatfläckar (d.v.s. hålträd) de har tillgång till, men förmodligen får man en alltför

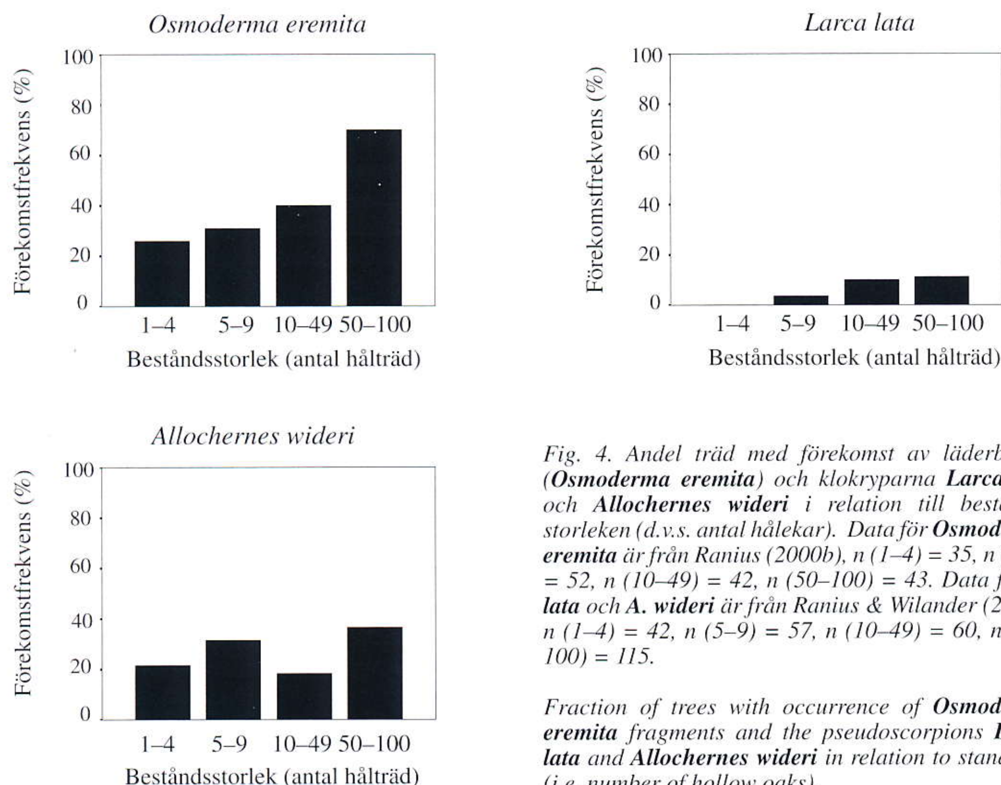


*Fig. 4. Andel träd med förekomst av läderbagge (**Osmoderma eremita**) och klokryparna **Larca lata** och **Allochernes wideri** i relation till beståndsstorleken (d.v.s. antal hålekar). Data för **Osmoderma eremita** är från Ranius (2000b), n (1–4) = 35, n (5–9) = 52, n (10–49) = 42, n (50–100) = 43. Data för **L. lata** och **A. wideri** är från Ranius & Wilander (2000), n (1–4) = 42, n (5–9) = 57, n (10–49) = 60, n (50–100) = 115.*

*Fraction of trees with occurrence of **Osmoderma eremita** fragments and the pseudoscorpions **Larca lata** and **Allochernes wideri** in relation to stand size (i.e. number of hollow oaks).*

positiv bild av hur små bestånd som läderbaggen kan överleva i på lång sikt (Ranius 2000b). Det beror på att beståndsstorleken i allmänhet har minskat på senare tid. Därför kan man inte förvänta sig att metapopulationerna befinner sig i jämvikt, utan att utdöenden sker oftare än kolonisationer. I ett bestånd med få träd gör dessutom slumpen att kolonisation och utdöenden inte inträffar jämnt över tiden, och det ökar risken för utdöende i metapopulationen som helhet.

Studier av arters förekomstmönster är ofta en bra början på en metapopulationsstudie, men de kan inte användas för att förstå hur en metapopulation fungerar. För att förstå det krävs det ingående studier av artens populationsekologi, vilket jag har utfört för läderbaggen (se nedan).

Läderbaggens populationsstorlekar och spridning

Fångst-återfångst-studien i Bjärka-Säby visade att det i medeltal kläcks 11 läderbaggar i varje ihålig ek varje år, men att det varierar kraftigt mellan träd (Ranius 2001). Om man antar att träd med och utan fällor har samma populationsstorlek och att det finns tre årskullar larver i ett träd, så finns det i kärnområdet kring Bjärka-Säby omkring 4000 individer som en gång skall kläckas till fullbildade läderbaggar.

Populationsstorlekarnas variation i varje träd var måttlig från år till år, men större än vad man skulle förvänta sig uppstår av ren slump i en fångst-återfångst-studie. Summerar man populationsstorleken för alla studerade träd i Bjärka-Säby blir fluktuationerna från år till år mycket mindre. Läderbaggspopulationer har således inte de stora populationsfluktuationer som är typiska för insektspopulationer. Många insektsarter varierar i individantal 10–1000 gånger från år till år (t.ex. virvelbaggar: Nürnberger 1996, bladlöss: Dixon 1990, riddarskinnbaggen: Solbreck 1991), framför allt beroende på väderförhållanden (t.ex. Kingsolver 1989, Pollard & Yates 1991) och variationer i parasitoiders förekomst (Mikkola 1976). Det finns också insektspopulationer som har mera måttliga fluktuationer, som är ungefär lika stora som dem läderbaggen har per träd räknat, men mycket större än läderbaggens fluktuationer i hela hålträdsbeståndet (t.ex blomflugor: Owen & Gilbert 1989, trollsländor: Crowley & Johnson 1992, vissa fjärilar: Pollard & Yates 1992, jordlöpare: Luff 1982). Populationer som lever i mera stabila miljöer varierar mindre över tiden (Wolda m.fl. 1992) och det kan förklara varför läderbaggens populationer varierar så lite. Födotillgången för läderbaggen är förmodligen i stort sett densamma från år till år, eftersom ny murken ved bildas kontinuerligt i en levande, ihålig stam. Mikroklimatet inne i en trädstam är stabilt, så extrema väderförhållanden som kan ha stor betydelse t.ex. för insekter som lever i vegetationen får mycket mindre genomslag för förhållandena inne i stammen.

Vi använde fångst-återfångst-data också för att mäta hur ofta och hur långt läderbaggen flyger mellan träd (Ranius & Hedin 2001). För att kunna tolka fältdata konstruerade och använde vi ett datorsimuleringsprogram som visade att 15% av individerna lämnar sitt träd och flyger till andra hålträd. De förflyttningar vi iakttog var mellan träd som stod 30–190 m från varandra. Med tanke på hur fältarbetet utförts hade det varit möjligt att iaktta förflyttningar på upp till 1 km. Det innebär att det är en mycket liten andel av alla individer som utför långväga förflyttningar mellan bestånd.

För alla djur och växter finns fördelar med att sprida sig åtminstone vid vissa tillfällen; spridning är ett sätt att undvika t.ex. inomartskonkurrens, predation och parasiter. Teoretiska studier visar att spridningsförmågan bör ha utvecklats i olika hög grad beroende på hur arters habitat varierar i tid och rum (Gadgil 1971, Travis & Dytham 1999). En stor variation över tiden gör att det uppstår fler platser där arten saknas trots att de är lämpliga och då blir det mera lönsamt att sprida sig. Därför bör arter som lever i sådana miljöer ha utvecklat en större spridningsbenägenhet. En stor variation i rummet däremot, gör det mindre lönsamt att sprida sig, eftersom risken då är stor för individen att den skall hamna i en miljö som är sämre än den plats som den kom ifrån. Livslängden för olika typer av död ved varierar och därför borde vedlevande arter ha olika spridningsförmåga beroende på vilken typ av ved de är knutna till (Nilsson & Baranowski 1997). Läderbaggen är en specialiserad skalbagge som enbart kan leva i trädhåligheter. Det ökar

risken med att flyga iväg från ett träd, eftersom det kanske inte finns något annat lämpligt träd i närheten. Hålträd är en stabil miljö och det finns uppgifter som indikerar att ett enskilt träd kan vara lämpligt för läderbaggen i många decennier (Martin 1993). Därför är trädet en läderbagge har kläckts i nästan alltid lämplig livsmiljö även för nästa generation. Den låga spridningsbenägenhet som läderbaggen tycks ha är därför vad man skulle förvänta sig enligt ekologisk teori.

Läderbaggens metapopulationsbiologi

Det mest direkta sättet att studera metapopulationsdynamik är att iaktta när det inträffar kolonisationer och lokala utdöenden. För många arter är det dock inte praktiskt möjligt att göra detta. Även om vi inte har iakttagit några kolonisationer och utdöenden av läderbaggen, kan våra data från Bjärka-Säby ändå användas för att förstå hur väl läderbaggen passar in på de kriterier som Hanski m.fl. (1995) ställt upp för vad som är en metapopulation. I den minsta geografiska skalan kan man betrakta individerna i varje träd som en lokal population och de lokala populationerna inom ett bestånd som en metapopulation. Man skulle kunna tänka sig att det förekommer metapopulationsdynamik också i en större rumslig skala, då individerna i varje bestånd tillsammans utgör en lokal population och många lokala populationer i ett landskap bildar en metapopulation. I den skalan är förmodligen läderbaggens kolonisations- och utdöendehastighet så låg att det krävs studier under många decennier och över stora arealer innan man kan förstå hur ett sådant system fungerar. Därför har jag bara beaktat den mindre skalan när jag jämfört läderbaggens populationer med de fyra kriterier som populationer bör uppfylla för att deras överlevnad skall vara beroende av metapopulationsdynamik (Hanski m.fl. 1995):

1) Spridningen skall vara så liten att individer som flyttar mellan fläckarna har försumbar betydelse för populationsdynamiken inom träden. Hos läderbaggen stannade 85% av individerna kvar i samma träd under hela sin livstid. Det innebär att de flyttande individerna har relativt liten betydelse för dynamiken i enskilda träd i form av omedelbar tillförsel/förlust av individer till populationen.

2) Risk för utdöende skall finnas i varje lokal population. Om de största populationerna har väldigt låg utdöenderisk kommer populationens överlevnad som helhet huvudsakligen att bero på vad som händer inom dessa populationer och inte på metapopulationsdynamiken mellan populationerna. I de individrikaste träden kläcktes knappt 100 läderbaggar per år. Det är förmodligen så pass få individer att populationerna löper en viss risk för att dö ut p.g.a. slumpmässig variation i miljöförhållandena.

3) Det skall finnas en möjlighet till återkolonisation i habitatfläckar där arten har försvunnit. Eftersom förflyttningar på mellan 30 och 190 m har iakttagits, är det uppenbart att läderbaggen kan återkolonisera träd inom bestånd.

4) Utöendena i de lokala populationerna skall ske oberoende av varandra, d.v.s asynkront. Om vissa år är dåliga i alla habitatfläckar samtidigt får metapopulationsdynamiken mindre betydelse för överlevnaden, eftersom metapopulationen då ofta kommer att dö ut samtidigt med den lokala population som löper minst risk för utdöende.

För läderbaggen har jag visat att fluktuationerna äger rum asynkront även mellan träd inom ett och samma bestånd. Det innebär att det aldrig har varit något år som har varit bra eller dåligt för alla träd samtidigt. Därför bör utdöenden ske i olika träd oberoende av varandra.

Slutsatsen är att läderbaggens populationsdynamik inom ett hålträdsbestånd i allmänhet kan beskrivas som en metapopulation, där det sker kolonisationer och utdöenden i olika träd. För läderbaggen kan man förvänta sig att metapopulationerna fungerar på lite olika sätt i olika bestånd (jmf Thomas & Kunin 1999). I områden där lämpliga hålträd står mycket tätt borde läderbaggarna ha lätt för att flyga mellan träden, och då kanske spridningen blir så stor att mängden obebodda men lämpliga träd blir obetydlig. Därför blir metapopulationsekologi mindre relevant när man skall beskriva hur en sådan population fungerar. I andra bestånd där de lämpliga träden står glesare bör spridningen bli mindre, och då blir populationen mera lik en idealisk metapopulation. I vissa bestånd finns det kanske ett enda "superträd" där större delen av alla läderbaggar lever och då kommer populationen att

ha karaktären av en "mainland-island"-metapopulation, där trädet med den största populationen är avgörande för artens fortbestånd i området (Harrison & Taylor 1997).

Slutsatser för naturvården

Vilka områden är mest värdefulla?

I Sverige tycks det finnas fler lokaler med en rik fauna knuten till gamla träd än vad det gör i de flesta andra europeiska länder (McLean & Speight 1993, Hultengren & Nitare 1999). Därför kan de största bestånden i Sverige vara av stor betydelse för överlevnaden av vissa hålträdslevande arter också globalt. För att hålträdsfaunan skall överleva på sikt krävs i många fall kostnadskrävande åtgärder i form av återupptagen skötsel och att man låter beståndsstorleken öka (se nedan). Eftersom resurserna till naturvården är begränsade måste vi kunna prioritera vilka områden som är mest skyddsvärda. Prioriteringarna bör göras på grundval av förekomsten av lättinventerade arter eller egenskaper hos lokalerna som är lätta att mäta och som är starkt knutna till de naturvärden man vill bevara. Eftersom hålträdslevande arter drabbas av habitatfragmentering över hela sina utbredningsområden är lokaler med en fauna som inte är så påverkad av fragmentering de internationellt sett mest skyddsvärda. Denna studie visar att läderbaggen och *L. lata* är känsliga för habitatfragmentering och andra studier har visat att också *Tenebrio opacus* och *Elater ferrugineus* är knutna till större sammanhängande bestånd (Ranius, opubl. ms.). Eftersom dessa arter är lätta att inventera (Ranius & Jansson, opubl. ms.) och identifiera (skalbaggarna avbildade av Rundlöf & Nilsson 1995; en bestämningsnyckel för artbestämning av *Larca lata* finns i Gärdenfors m.fl. 1988) är de användbara som indikatorarter för att påvisa vilka områden som är och har varit mindre fragmenterade. När man gör prioriteringar i praktiskt naturvårdsarbete måste man även ta hänsyn till var förutsättningar för skötsel och en eventuell utvidgning av bestånd är bäst.

Skötsel av områden

De flesta områden i Sverige som hyser gamla, ihåliga ekar har varit påverkade av skötsel, först som ängsmarker och i senare tid som betesmarker. Plantering och naturlig igenväxning gör att många av de gamla träden dör i förtid p.g.a. konkurrens från yngre träd. Dessutom visar vår studie att många vedskalbaggar påverkas negativt av igenväxningen i sig själv genom ökad beskuggning. För att bevara faunan är det därför viktigt att upprätthålla hävden i ekhagmarkerna. Även i bestånd som har vuxit igen under en tid finns de flesta hålträdslevande arterna kvar, även om många av dem har minskat i individantal. Därför bör man restaurera igenväxta områden. När man frihugger kring ekarna måste man vara försiktig eftersom en alltför kraftig förändring kan göra att de gamla träden skadas och t.o.m. dör (Alexander m.fl. 1996). Ett annat problem är att stackmyror ofta koloniserar ekar när solexponeringen ökar och vi tror att många vedskalbaggarsarter försvinner från träden då, eftersom de fullbildade skalbaggarna blir angripna av myror. Om igenväxningen pågått under flera decennier bör man genomföra restaureringen i flera steg, och till att börja med bara hugga träden i ekarnas omedelbara närhet men bibehålla de flesta träden i andra delar av området. I första hand bör man ta bort de snabbväxande trädslagen björk, ask och asp som är svåra konkurrenter till de grova ekarna, men som sällan har förutsättningar att bli lämpliga hålträd. Man bör vara försiktig med att ta bort yngre ekar, eftersom det försämrar förutsättningarna att få en kontinuerlig tillgång på hålträd i framtiden.

Storlek och täthet av hålträdsbestånd

Ihåliga träd är ett habitat som har begränsad livslängd. Därför kan bevarandet av den hålträdslevande faunan inte bara handla om att bevara de hålträd som finns idag, utan man bör också fundera på hur hålträden kommer att vara placerade i landskapet i framtiden. Eftersom läderbaggen har en begränsad spridning har den svårt att hitta till lämpliga hålträd som uppstår utanför de hålträdsbestånd där den redan förekommer. Därför bör tillkomst av nya hålträd främjas inom eller i den omedelbara närheten av kända bestånd med läderbagge och andra hotade arter. Sannolikheten för kolonisation minskar gradvis med ökande avstånd, olika snabbt för olika arter. För läderbaggen tycks det vara en mycket liten andel

av individerna som flyttar sig längre än 200 m.

Fram till för 200 år sedan förekom det betydligt fler hålträd i landskapet än idag och det är viktigt för att förstå faunans nuvarande utbredning. Förmodligen är det många arter som förekommer i små populationer som löper stor risk att dö ut samtidigt som deras förmåga att kolonisera nya bestånd idag numera är liten eller obefintlig. För att bevara dessa populationer räcker det inte med att bibehålla bestånden som de är idag, utan antalet lämpliga träd måste öka betydligt inom många bestånd. Det finns många lokaler med 5–20 ihåliga ekar som har legat i större, sammanhängande ekområden tidigare (Ranius 2000b). Bland dessa borde man i naturvårdsarbetet prioritera dem som har en rik hålträdsfauna och goda förutsättningar för att bli större (d.v.s. där det finns många ekar som kan bli ihåliga inom några decennier). Platser med enstaka ekar i igenväxande hagar eller granplanteringar som ligger långt från andra bestånd måste man prioritera bort, så länge resurserna till naturvården är begränsade. Frihugger man kring sådana ekar kan ekarnas liv förlängas, men det har knappast någon betydelse för hålträdsfaunans överlevnad i regionen på lång sikt.

Också i de områden som idag är de största har hålträden tidigare förekommit i större mängd. I Bjärka-Säby t.ex., har markslag med gamla hålträd halverats sedan slutet av 1800-talet (Johansson 1997), vilket bör öka utdöenderisken för känsliga arter. Därför är det förmodligen även här viktigt att man ökar antalet ihåliga träd så att hålträdsbestånden återfår sin tidigare storlek. Det kan man göra genom att fortsätta med hävd och restaurera igenväxande delar av områdena. Kring många av de största områdena finns mindre hålträdsbestånd inom några kilometer från kärnområdet. På lång sikt bör man sträva efter att tätheten av hålträd mellan kärnområdet och dessa bestånd ökar.

Utplantering av läderbaggen

En metapopulations överlevnad beror på jämvikten som uppstår mellan kolonisationer och utdöenden. Man kan därför förbättra möjligheten för en metapopulations fortbestånd på två sätt: man kan minska utdöenderisken eller öka kolonisationshastigheten. Förmodligen är det möjligt att förbättra läderbaggens överlevnad avsevärt i många regioner genom att aktivt förflytta djur mellan lokaler. Jag ser ändå två skäl till att man bör undvika detta:

1) Om utplantering sker utan ordentlig dokumentation försvårar det möjligheterna att förstå arters förekomst och habitatkrav. Möjligheterna att bedriva naturvårdsforskning försämras om man inte säkert kan utreda vilka populationer som är naturliga och vilka som är utplanterade.

2) Läderbaggen är den mest välstuderade skalbaggen i hålträd och en bra representant för hela den fauna som är knuten till trädhåligheter. Därför är läderbaggen användbar i miljöövervakningsarbete; om läderbaggen försvinner från lokaler signalerar det att situationen är dålig för hela hålträdsfaunan (Antonsson 1999). Om man aktivt underlättar läderbaggens spridning kan det skapa ett intryck av att läderbaggens situation är acceptabel, men risken ökar då för att andra arter som inte får aktiv flytthjälp försvinner utan att det upptäcks.

Tack

Avhandlingsarbetet har bedrivit på Avdelningen för Systematisk Zoologi i Lund med Sven G. Nilsson och Per Douwes som handledare. Mats Jonsell och Lars-Owe Wikars har gett värdefulla synpunkter på tidigare manuskript. Skrivandet av denna uppsats har finansierats genom ett författarstipendium från SJFR.

Litteratur

Alexander, K.N.A., Green, E.E. & Key, R. 1996. The management of over mature tree populations for nature conservation—the basic guidelines. *In*: Read, H.J. (ed.). Pollard and veteran tree management II. pp. 122–135. Burnham Beeches (Corporation of London).

Antonsson, K. 1999. Läderbaggen (*Osmoderma eremita*) – ekologi och skötsel av livsmiljön. Stockholm (Naturvårdsverket).

Antonsson, K. & Wadstein, M. 1991. Eklandskapet. En naturinventering av hagar och lövskogar i eklandskapet S. om Linköping. Linköping (Länsstyrelsen i Östergötlands län).

Araya, K. 1993. Relationship between the decay types of dead wood and occurrence of lucanid beetles (Coleoptera: Lucanidae). – Appl. Entomol. Zool. 28: 27–33.

Craig, C.C. 1953. On the utilization of marked specimens in estimating populations of flying insects. – Biometrika 40: 170–176.

Crowley, P.H. & Johnson, D.M. 1992. Variability and stability of a dragonfly assemblage. – Oecologia 90: 260–269.

Dixon, A.F.G. 1990. Population dynamics and abundance of deciduous tree-dwelling aphids. *In*: Watt, A.D., Leather, S.R., Hunter, M.D. & Kidd, N.A.C. (eds.). Population dynamics of forest insects. pp. 11–23. Andover (Intercept).

Ehnström, B. & Waldén, H.W. 1986. Faunavård i skogsbruket. Del 2 – Den lägre faunan. Jönköping (Skogsstyrelsen).

Ehnström, B., Gärdenfors, U. & Lindelöw, Å. 1993. Rödlistade evertebrater i Sverige 1993. Uppsala (Databanken för hotade arter).

Eliasson, P. & Nilsson, S.G. 1999. Rättat efter Skogarnes aftagande – en miljöhistorisk undersökning av den svenska eken under 1700- och 1800-talen. – Bebyggelsehistorisk tidskrift 37: 33–64.

Gadgil, M. 1971. Dispersal: Population consequences and evolution. – Ecology 52: 253–261.

Gärdenfors, U., Hall, R., Hansson, C. & Wilander, P. 1988. Svenska småkryp. Lund (Studentlitteratur).

Gärdenfors, U. & Baranowski, R. 1992. Skalbaggar anpassade till öppna respektive slutna ädellövskogar föredrar olika trädslag. – Ent. Tidskr. 113: 1–11.

Hanski, I. & Simberloff, D. 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. *In*: Hanski, I. & Gilpin, M.E. (eds.). Metapopulation biology. Ecology, genetics and evolution. pp. 5–26. San Diego (Academic Press).

Hanski, I., Pakkala, T., Kuussaari, M. & Lei, G. 1995. Metapopulation persistence of an endangered butterfly in a fragmented landscape. – Oikos 72: 21–28.

Hanski, I., Moilanen, A. & Gyllenberg, M. 1996. Minimum viable metapopulation size. – Am. Nat. 147: 527–541.

Harrison, S. & Taylor, A.D. 1997. Empirical evidence for metapopulation dynamics. In: Hanski, I. & Gilpin, M.E. (eds.). Metapopulation biology. Ecology, genetics, and evolution. pp. 27–42. San Diego (Academic Press).

Hultengren, S. & Nitare, J. 1999. Instruktion för inventering av grova lövträd i södra Sverige. Jönköping (Skogsstyrelsen).

Jansson, N. & Antonsson, K. 1995. Eklandskapet som miljöövervakningsprojekt. Linköping (Länsstyrelsen i Östergötlands län).

Jansson, N. & Lundberg, S. 2000. Skalbaggar i ihåliga ädellövträd – två nya arter för Sverige jämte återfynd av kortvingarna *Hypnogyra glabra* (Nordmann) och *Meliceria tragardhi* (Palm). Ent. Tidskr. 121: 93–97.

Johansson, T. 1997. Förändringar av markanvändning i Eklandskapet i Bjärka-Säby under 300 år. – Svensk Bot. Tidskr. 91: 193–208.

Kelner-Pillault, S. 1974. Étude écologique du peuplement entomologicue des terraux d'arbres creux (chataigners et saules). – Bull. Ecol. 5: 123–156.

Kingsolver, J.G. 1989. Weather and the population dynamics of insects: integrating physiological and population ecology. – Physiol. Zool. 62: 314–334.

Luff, M.L. 1982. Population dynamics of Carabidae. – Ann. Appl. Biol. 101: 164–170.

Martin, O. 1993. Fredede insekter i Danmark. Del 2: Biller knyttet til skov. – Entomol. Medd. 61: 63–76.

McLean, I.F.G. & Speight, M.C.D. 1993. Saproxylic invertebrates – the European context. *In*: Kirby, K.J. & Drake, C.M. (eds.). Dead wood matters: the ecology and conservation of saproxylic invertebrates in Britain. English Nature Science No. 7. ss. 21–32. Peterborough (English Nature).

Mikkola, K. 1976. Alternate-year flight of northern *Xestia* species (Lep., Noctuidae) and its adaptive significance. – Ann. Entomol. Fenn. 42: 191–199.

Nilsson, S.G. & Baranowski, R. 1997. Habitat predictability and the occurrence of wood beetles in old-growth beech forests. Ecography 20: 491–498.

Nürnberger, B. 1996. Local dynamics and dispersal in a structured population of the whirligig beetle *Dineutus assimilis*. – Oecologia 106: 325–336.

Owen, J. & Gilbert, F.S. 1989. On the abundance of hoverflies (Syrphidae). – Oikos 55: 183–193.

Palm, T. 1959. Die Holz- und Rindenkäfer der Süd- und Mittelschwedischen Laubbäume. – Opusc. Entomol. Suppl. XVI.

Pollard, E. & Yates, T.J. 1993. Monitoring butterflies for ecology and conservation. London (Chapman & Hall).

Pullin, A.S. (ed.) 1995. Ecology and conservation of butterflies. London (Chapman & Hall).

Ranius, T. 2000a. Population biology and conservation of beetles and pseudoscorpions associated with hollow oaks. Doktorsavhandling. Lund (Lunds universitet).

Ranius, T. 2000b. Minimum viable metapopulation size of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. – Anim. Conserv. 3: 37–43.

Ranius, T. 2001. Constancy and asynchrony of populations of a beetle, *Osmoderma eremita* living in tree hollows. – Oecologia 126: 208–215.

Ranius, T. & Hedin, J. 2001. The dispersal rate of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. – Oecologia 126: 363–370.

Ranius, T. & Jansson, N. 2000. The influence of forest regrowth, original canopy cover and tree size on saproxylic beetles associated with old oaks. Biol.

Conserv. 95: 85–94.
Ranius, T. & Nilsson, S.G. 1997. Habitat of *Osmoderma eremita* Scop. (Coleoptera: Scarabaeidae), a beetle living in hollow trees. – J. Insect Conserv. 1: 193–204.
Ranius, T. & Wilander, P. 2000. Occurrence of *Larca lata* H.J. Hansen (Pseudoscorpionida: Garypidae) and *Allochernes wideri* (C.L. Koch (Pseudoscorpionida: Chernetidae) in tree hollows in relation to habitat quality and density. – J. Insect Conserv. 4: 23–31.
Rundlöf, U.& Nilsson, S.G. 1995. Fem Ess metoden. Stockholm (Naturskyddsföreningen).
Solbreck, C. 1991. Unususal weather and insect population dynamics: *Lygaeus equestris* during an extinction and recovery period. – Oikos 60: 343–350.
Thomas, J.A. 1993. Holocene climate changes and warm man-made refugia may explain why a sixth of British butterflies possess unnatural early-successional habitats. – Ecography 16: 278-284.
Thomas, C.D. & Hanski, I. 1997. Butterfly metapopulations. *In*: Hanski, I. & Gilpin, M.E. (eds.). Metapopulation biology. Ecology, genetics, and evolution. ss. 359–386. San Diego (Academic Press).
Thomas, C.D. & Kunin, W.E. 1999. The spatial structure of populations. – J. Anim. Ecol. 68: 647–657.
Travis, J.M.J. & Dytham, C. 1999. Habitat persistance, habitat availability and the evolution of dispersal. – Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci. 266: 723–728.
Warren, M.S. & Key R.S. 1991. Woodlands: past, present and potential for insects. *In*: Collins, N.M. & Thomas, J.A. (eds.). The conservation of insects and their habitats. ss. 155–211. London (Academic Press).
Wolda, H., Spitzer, K. & Leps, J. 1992. Stability of environment and of insect populations. – Res. Popul. Ecol. 34: 213–225.

Intressant och uttömmande redovisning om *Acalles*-arternas och deras släktingars förekomst på Kanarieöarna

Stüben P.E. (Ed.). *Die Cryptorynchinae der Kanarischen Inseln. Systematik, Faunestik, Ökologie und Biologie.* 1st Edition. 413 sidor. 910 färgfoto, 266 REM-bilder, 18 ljudupptagningar.1 videosekvens. CD ROM. 2000, CURCULIO-Institut:D-Mönchengladbach. Pris 69.80 DM. Gratis för medlemmar i CURCULIO-Institut.

Kanarieöarna är inte bara ett omtyckt resmål för turister utan med sin omväxlande natur har de även utgjort en lockelse för många entomologer under årens lopp . Den förste att utforska öarnas insektsfauna var engelsmannen Vernon Wollaston som vistades på öarna under flera år i den senare halvan av 1800-talet.. Han upptäckte och beskrev ett stort antal skalbaggsarter. Han har haft många efterföljare som har bidragit till att öka kännedomen om olika insektsgrupper. Två större vivelsläkten har hittills varit ofullständigt kända, nämligen *Acalles* och *Laparocerus*. Det senare släktet håller nu på att bearbetas av den infödde entomologen Antonio Machado.

År 1997 begav sig några entusiastiska tyska entomologer iväg till Kanarieöarna för att försöka klarlägga *Acalles*-arterna systematik. Mellan 1997 och 1999 insamlades 6160 exemplar och med ytterligare material från museer och privata samlare har man fått ihop ett stort arbetsmaterial som har utgjort en god bas för att kunna åstadkomma en fullständig redovisning av hela *Cryptorynchinaes* systematik på Kanarieöarna.

Resultatet redovisas i denna CD ROM som omfattar flera artiklar som förutom systematik ger en allsidig framställning om arternas ekologi och biologi, om lagerskogens utveckling på öarna och om naturskydd. Förutom Stüben, som är ansvarig för den systematiska delen, har L. Benhe deltagit som bidrar med en redovisning på över 100 sidor om alla arters fynddata. K.